

文章编号: 1674-7054(2022)02-0101-11



# 海南热带雨林国家公园道路分布 及其对景观完整性的影响

吴挺勋<sup>1,2</sup>, 姚小兰<sup>1,2</sup>, 任明迅<sup>1,2</sup>

(1. 海南省热带生态环境修复工程研究中心, 海口 570228;

2. 海南大学 环南海陆域生物多样性研究中心, 海口 570228)

**摘要:** 为揭示高速公路、国道、省道等不同类型道路对海南热带雨林国家公园生态系统完整性和景观格局的影响, 选取 2000、2010 和 2019 年海南热带雨林国家公园涉及的道路分布和土地利用数据, 运用缓冲区分析法获取不同等级道路两侧的景观变化趋势。结果表明: (1) 2000—2019 年, 海南热带雨林国家公园内道路长度增加 2 134.6 km, 道路密度增加了 0.500 km·km<sup>-2</sup>。2010 年, 乡道及以下道路长度增加 2 030 km; 2019 年, 新增高速公路, 省道 310 升级为国道 361。(2) 高速公路、国道、省道两侧的斑块密度指数及景观形状指数分别在 0~500、0~300 和 0~250 m 范围呈下降趋势, 随后趋向于平缓, 聚集度指数则表现相反; 高速公路、国道、省道的最大影响范围分别为 500、300 和 250 m。(3) 2000—2019 年, 道路影响范围内的耕地、有林地、草地、疏林地面积减少, 其中高速公路、省道附近的有林地、草地面积降幅最大, 国道附近的耕地面积降幅最大; 水域、灌木林、建设用地、其他林地(含果园)面积增加, 高速公路、国道、省道周边的其他林地(含果园)面积增幅最大。(4) 道路影响范围内, 景观形状指数、斑块密度指数和分离度指数略有增加, 蔓延度指数则稍有下降; 目前道路对国家公园景观的影响较小, 但由于道路存在较明显的累加效应及传播作用, 仍然需要注意道路对国家公园生态系统原真性和完整性的可能影响, 建议加强大型道路如高速公路道路径流的汇流与净化、道路两侧生态廊道、长期环境监测等方面的研究。

**关键词:** 海南热带雨林国家公园; 高速公路; 景观格局; 生境破碎化

**中图分类号:** TU 986.5; Q 149 **文献标志码:** A

**引用格式:** 吴挺勋, 姚小兰, 任明迅. 海南热带雨林国家公园道路分布及其对景观完整性的影响 [J]. 热带生物学报, 2022, 13(2): 101-111. DOI: 10.15886/j.cnki.rdsxb.2022.02.001

国家公园是我国自然保护地体系的主体, 对保护生物多样性与生态服务功能、建设生态文明等具有重要意义<sup>[1-3]</sup>。海南热带雨林国家公园是我国首批正式设立的 5 个国家公园之一, 是海南省区域生态安全和我国南方生态屏障的重要组成部分, 保护着热带雨林及其自然资源<sup>[4-7]</sup>。在国家公园试点建设之前, 海南中线高速公路 (G9811) 于 2018 年年底全线贯通运行, 穿越了整个海南岛中南部山区<sup>[8]</sup>。海南热带雨林国家公园的范围包括

了高速公路两侧的国家级自然保护区和国家森林公园等重要自然保护地, 并将高速公路的隧道上方林地及周边林地都纳入进行统筹管理和整体保护。因此, 海南热带雨林国家公园成为了我国目前唯一分布有高速公路的国家公园, 另还有国道 G224、G361 等大型道路穿行其中。虽然, 这些道路在修建的时候都充分考虑到了尽量降低对环境和生态的影响, 但大型道路长期存在的物理隔离和快速扩散等作用, 可能带来较长时间尺度的环境压力。

收稿日期: 2021-11-06

修回日期: 2022-02-15

基金项目: 海南省院士创新平台科研专项 (YSPTZX202015); 国家自然科学基金 (41871041)

第一作者: 吴挺勋 (1995-), 男, 海南大学生态与环境学院 2019 级硕士研究生. E-mail: 402468026@qq.com

通信作者: 任明迅 (1976-), 男, 博士, 教授. 研究方向: 生物多样性与生物地理学、生态服务功能和生态恢复. E-mail: renmx@hainanu.edu.cn

研究表明,道路可能导致生境破碎化、景观格局变化、交通带来的空气与水体污染、外来物种入侵等问题<sup>[9-12]</sup>。在景观尺度上,道路改变着景观的结构和功能<sup>[9]</sup>。张懿铨等<sup>[13]</sup>、ROSA 等<sup>[14]</sup>发现道路增加了景观格局的破碎化程度;富伟等<sup>[15]</sup>研究指出,道路的建设与运营降低了景观的连通性。不同地区、不同等级的道路对景观的影响范围和程度存在差异<sup>[16-17]</sup>。王娟等<sup>[18]</sup>研究纵向岭谷区景观结构时,发现高等级的道路对耕地和建设用地的影响较低等级道路显著;叶丽敏等<sup>[19]</sup>发现福建省将乐县的省级及以下道路对 500 m 缓冲区内的景观格局影响较大,且不同类型道路对 200 m 缓冲区内的景观格局影响差异明显。此外,受道路影响的景观格局改变,可能破坏景观完整性,从而改变各种生态过程<sup>[20]</sup>,给生物多样性保育、生态系统原真性和完整性保护、生态服务功能的维护与提升等带来挑战<sup>[21-23]</sup>。

为评估各类道路对海南热带雨林国家公园可能存在的潜在影响,笔者收集了 2000、2010 和 2019 年(高速公路修建完成)涉及海南热带雨林国家公园的土地利用类型数据,分析不同类型道路对景观完整性的影响规律,运用景观生态学理论,定量分析海南热带雨林国家公园道路分布特征与影响范围及其动态变化,为相关生态对策和管理研究提供依据。

## 1 概况、数据与方法

### 1.1 研究区概况

海南热带雨林国家公园位于海南岛的中南部山区,涉及 9 个市县,涵括了原有 5 个国家级自然保护区等在内的 19 个自然保护地,总面积 4 400 km<sup>2</sup>(图 1)。该区域地处热带北缘,为热带海洋性季风气候,年均温为 22.5~26.0 ℃;受印度洋季风、西北太平洋季风以及东亚季风的联合影响<sup>[24]</sup>,有明显的雨季(5-10 月)、旱季(11 月至翌年 4 月),多年平均降水量达 1 759 mm。

海南热带雨林国家公园以海南岛最高峰五指山(海拔 1 867 m)和第二高峰鹦哥岭(海拔 1 812 m)为中心,包括了周边的黎母山、尖峰岭、吊罗山、霸王岭等国家级自然保护区或国家森林公园<sup>[25]</sup>。国家公园内东边的基带土壤为砖红壤,随地势的升高而递变为山地赤红壤和山地黄壤,西南边的基带土壤为燥红土或褐色砖红壤亚类<sup>[26]</sup>。

### 1.2 数据来源

主要包括道路矢量数据和土地利用数据。2000 年道路数据主要通过海南测绘局编制的 1996 年《海南省地图集》和总参测绘信息技术总站编制的 2004 年《海南省交通图》数字化提取。2010 年的道路数据主要基于 2012 年道路数据(全国地理信息资源目录服务系统 <https://www.webmap.cn>),再根据 Google Earth 2010 年影像图校正后获取。2019 年道路数据,则基于 2015 年道路数据(全国地理信息资源目录服务系统),再通

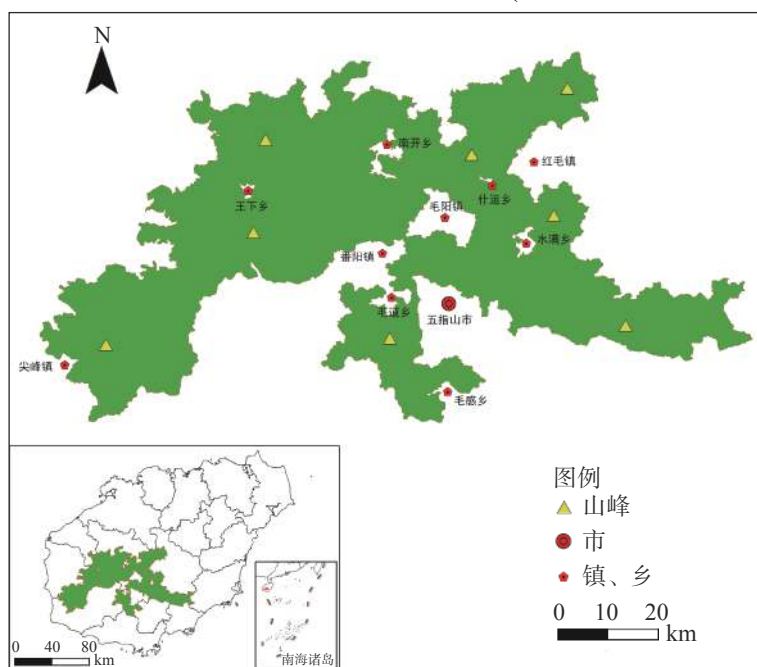


图 1 海南热带雨林国家公园区位图

过 Google Earth 2019 年道路图层校正后获取。2000 年和 2010 年海南热带雨林国家公园土地利用数据, 由中国科学院资源环境科学数据中心 (地理国情监测云平台)(<http://www.resdc.cn>; <http://www.dsac.cn/>) 提供, 空间分辨率为 30 m × 30 m。2019 年土地利用数据由 Google Earth 影像数据解译获得, 空间分辨率为 30 m × 30 m。

### 1.3 研究方法

**1.3.1 道路里程和道路密度的计算** 将各等级道路数据分别导入 ArcGIS 10.7, 然后在属性表里运行“计算几何”模块, 统计出每条道路的长度。道路密度是指一定区域内道路总长度与该地区面积之比<sup>[27]</sup>。

**1.3.2 道路影响范围分析** 参照道路影响域设置的国际标准<sup>[28]</sup>, 结合海南热带雨林国家公园地域环境, 将研究区域内不同等级道路两侧的距离梯度带设置为 (所设道路影响范围不含道路单侧宽度): 高速公路【0~30 (含 30 m, 下同)、30~60、60~100、100~200、200~300、300~500、500~700、700~900、900~1 100 m】; 国道 (0~30、30~60、60~100、100~150、150~200、200~300、300~400、400~500、500~600 m); 省道 (0~30、30~60、60~100、100~150、150~200、200~250、250~300、300~350、350~400 m); 县道及以下道路 (0~30、30~60、60~90、90~120、120~150、

150~180、180~210、210~240、240~270 m)。分析不同等级道路两侧距离梯度带的土地利用景观格局; 得出不同的级道路影响范围, 再综合分析各等级道路对周边景观的影响。

**1.3.3 土地利用类型和景观完整性指数** 运用 Arc GIS 10.7 对海南热带雨林国家公园的土地利用类型进行解译、勾绘, 将该区域 2000、2010 和 2019 年景观划分为耕地、有林地、灌木林、疏林地、其他林地 (含果园)、草地、水域、建设用地 8 个类型, 并与道路叠加, 最后输出分辨率为 4.5 m × 4.5 m 的栅格图层, 用于定量分析道路对景观格局的影响。

景观完整性指数可以量化反映景观结构组成及其空间分布状况<sup>[29]</sup>。本研究选取类型水平和景观水平的景观完整性指数进行分析<sup>[30]</sup> (表 1), 类型水平指标 2 个: 斑块面积 (CA)、景观面积百分比 (PLAND)。景观水平指标 5 个: 斑块密度 (PD)、景观形状指数 (LSI)、蔓延度 (CONTAG)、分离度 (SPLIT)、聚集度 (AI)。计算均在 FRAGSTATS 4.2 进行, 具体见计算公式(1)。

$$CONTAG = \left[ 1 + \sum_{i=1}^m \sum_{ik=1}^m \left( P_i \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) \right) \right] \left[ \ln P_i \left( \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^m g_{ik}} \right) / 2 \ln(m) \right] \quad (1)$$

表 1 景观完整性指数

指数	代码	公式	涵义
斑块面积	CA	$CA = \sum_{j=1}^{n_i} A_{ij} \left( \frac{1}{10\,000} \right)$	$A_{ij}$ 表示 <i>i</i> 类景观要素第 <i>j</i> 个斑块的面积
景观面积百分比	PLAND	$PLAND = CA/A(100)$	A表示景观总面积
斑块密度	PD	$PD = N_i/A$	$N_i$ 表示 <i>i</i> 类景观的总斑块数量, 值越大, 分布破碎化程度高
景观形状指数	LSI	$LSI = L_i/L_\pi$	$L_i$ 表示 <i>i</i> 类景观周长, $L_\pi$ 表示相同面积圆的周长。值越大, 斑块形状越复杂
蔓延度	CONTAG	1*	$g_{ik}$ 为景观类型 <i>i</i> 与 <i>k</i> 相邻的格网数
分离度	SPLIT	$SPLIT = M_i/A_i$	$M_i$ 为 <i>i</i> 类景观的距离指数, 值越大, 景观越分散
聚集度	AI	$AI = [g_{ii}/g_{i1} \rightarrow \max]$	$g_{ii}$ 指相邻景观的邻近斑块数, 值越大, 聚集度越高

## 2 结果与分析

**2.1 道路特征** 2000—2019 年, 海南热带雨林国家公园内道路总里程和密度都明显增加。其中, 道路里程增加了 2 134.6 km, 道路密度增加了

0.500 km·km<sup>-2</sup>(表 2, 图 2)。2000 年, 国家公园内没有高速公路, 所有道路总里程为 701.3 km, 道路密度为 0.164 km·km<sup>-2</sup>。2010 年道路总里程为 2 731.3 km, 其中尖峰岭分区道路长度最长, 为 589.8 km, 其次为霸王岭分区, 总里程比 2000 年增加了 2 030

表 2 海南热带雨林国家公园内不同等级道路的长度与密度变化

年份	特征	高速公路	国道	省道	县道	乡道及以下	总计
2000	长度/km	—	32.1	43.7	94.3	531.2	701.3
	密度/( $\text{km}\cdot\text{km}^{-2}$ )	—	0.007	0.012	0.022	0.124	0.164
2010	长度/km	—	32.1	43.7	94.3	2561.2	2731.3
	密度/( $\text{km}\cdot\text{km}^{-2}$ )	—	0.007	0.012	0.022	0.599	0.639
2019	长度/km	13.6	43.6	32.2	94.3	2652.2	2835.9
	密度/( $\text{km}\cdot\text{km}^{-2}$ )	0.003	0.010	0.007	0.022	0.621	0.664

注：“—”表示无数据。

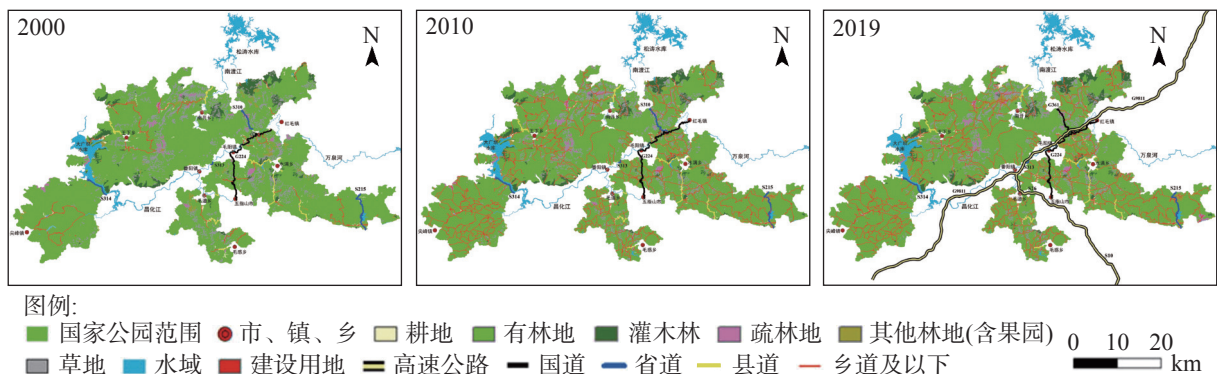


图 2 海南热带雨林国家公园道路分布及土地利用类型变化图

km, 增加部分均为乡道及以下道路。道路密度为  $0.639 \text{ km}\cdot\text{km}^{-2}$ , 尖峰岭分区和毛瑞林场分区的道路密度最大(图 2)。2019 年, 道路总里程为 2 835.9 km, 较 2010 年增加了 104.5 km, 分别为新修高速公路 13.6 km 和新修乡道 90.9 km。此外, 省道有 12.9 km 升级为国道。县道长度不变。道路密度略有增加, 达  $0.664 \text{ km}\cdot\text{km}^{-2}$ 。在管理分区上, 尖峰岭分区道路长度最长, 霸王岭分区次之, 尖峰岭分区和毛瑞林场分区的道路密度依然最大(图 2)。

**2.2 道路两侧的景观特征变化** 2000—2019 年, 海南热带雨林国家公园道路两侧距离梯度上的斑块密度指数  $PD$ 、形状指数  $LSI$  均随着道路两侧距离梯度的增加呈下降趋势; 聚集度指数  $AI$  随着道路两侧距离梯度的增加呈上升趋势(图 3, 4, 5)。从不同等级道路上看, 海南热带雨林国家公园内道路两侧距离梯度上的景观指数变化存在差异(图 3)。高速公路道路两侧距离  $PD$  指数、 $LSI$  指数在  $0 \sim 500 \text{ m}$  范围下降明显,  $500 \sim 1100 \text{ m}$  趋向于平缓;  $AI$  指数变化趋势与  $PD$  指数、 $LSI$  指数相反。2000—2010 年, 高速公路两侧景观的整体表现为:  $PD$  指数、 $LSI$  指数整体上呈上升趋势;  $AI$  指数整体上呈下降趋势。2010—2019 年的景观指数

变化趋势与 2000—2010 年的一致。国道两侧距离梯度上, 景观的  $PD$  指数、 $LSI$  指数在  $0 \sim 300 \text{ m}$  范围下降明显,  $300 \sim 600 \text{ m}$  趋向于平缓;  $AI$  指数变化趋势与  $PD$  指数、 $LSI$  指数相反。2000—2010、2010—2019 年的景观指数变化趋势与高速公路一致。省道两侧距离梯度上, 景观的  $PD$  指数在  $0 \sim 250 \text{ m}$  范围下降明显,  $250 \sim 400 \text{ m}$  趋向于平缓;  $LSI$  指数在  $0 \sim 150 \text{ m}$  下降较快,  $250 \sim 400 \text{ m}$  趋向于平缓;  $AI$  指数变化趋势与  $PD$  指数相反。2000—2010、2010—2019 年的景观指数变化趋势与高速公路一致。县道及以下道路两侧距离梯度上, 景观的  $PD$  指数在  $0 \sim 60 \text{ m}$  呈现上升趋势, 达到指数最高值后随着距离梯度的增加持续下降;  $LSI$  指数随着距离梯度的增加, 逐渐下降;  $AI$  指数随着距离梯度的增加, 逐渐上升。2000—2010 年, 县道及以下道路两侧距离梯度景观的整体表现为:  $PD$  指数、 $LSI$  指数整体上呈下降趋势;  $AI$  指数整体上呈上升趋势; 2010—2019 年的景观指数变化趋势与高速公路一致。

综上所述, 高速公路、国道、省道分别在  $500$ 、 $300$ 、 $250 \text{ m}$  内,  $PD$  指数、 $LSI$  指数、 $AI$  指数变化明显。在这个范围之外, 景观指数变化趋向于平

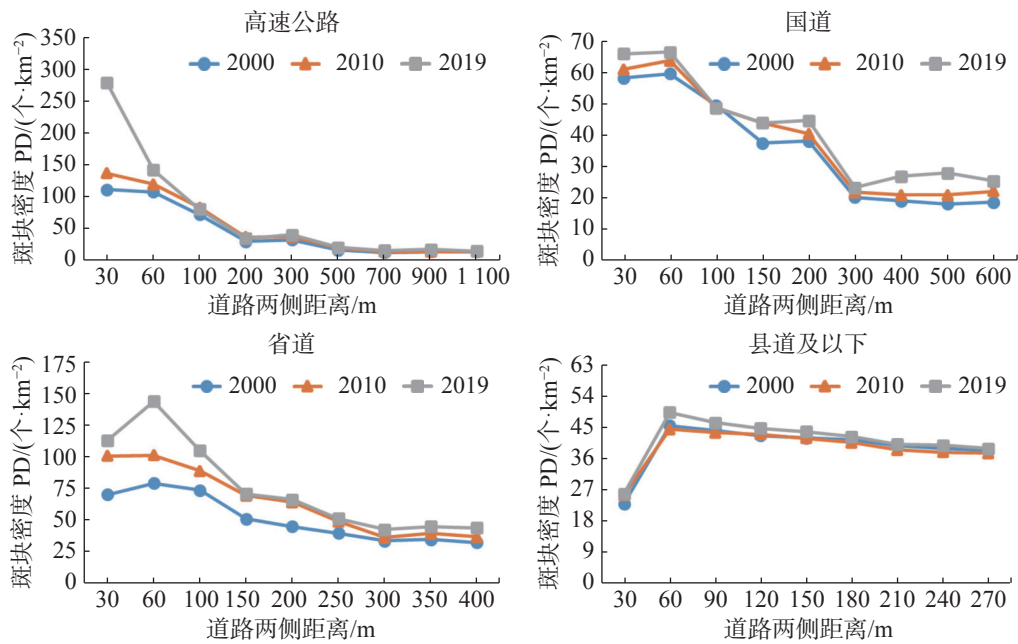


图 3 不同等级道路两侧距离梯度带的景观斑块密度变化

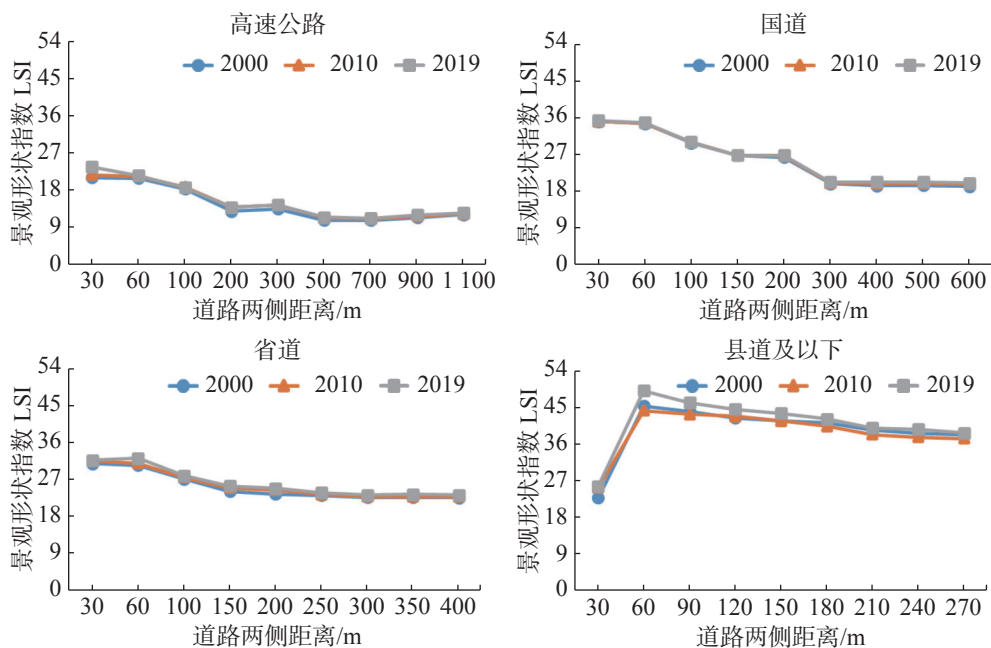


图 4 不同等级道路两侧距离梯度带的景观形状指数变化

缓。随着道路两侧距离梯度的增加, 景观指数变化趋向与平缓时, 该范围作为道路的最大影响范围。因此, 海南热带雨林国家公园内高速公路、国道、省道的影响范围分别达 500、300、250 m。县道及以下道路的景观指数整体上随着距离梯度的增加, 呈持续上升或下降变化, 其影响范围不明显 (图 3、4、5)。

### 2.3 道路两侧景观完整性

**2.3.1 景观组分** 2000、2010、2019 年, 海南热带雨林国家公园道路影响范围内有林地分别占其影

响面积的 68.3%、66.7%、60.0%, 是道路影响范围内的基质景观 (表 3)。2000 年道路影响范围内的景观面积 (面积占比 >4%) 有林地>耕地>草地>水域; 2010 年为有林地>耕地>水域>其他林地 (含果园); 2019 年为有林地>其他林地 (含果园)>耕地>水域>灌木林。其中耕地、有林地、草地、疏林地面积呈逐年下降, 有林地面积减少最大, 其次为耕地、草地; 其他林地 (含果园)、水域、建设用地面积呈逐年上升, 其他林地 (含果园) 面积增加最多, 其次为水域; 灌木林面积先减后增。2000—

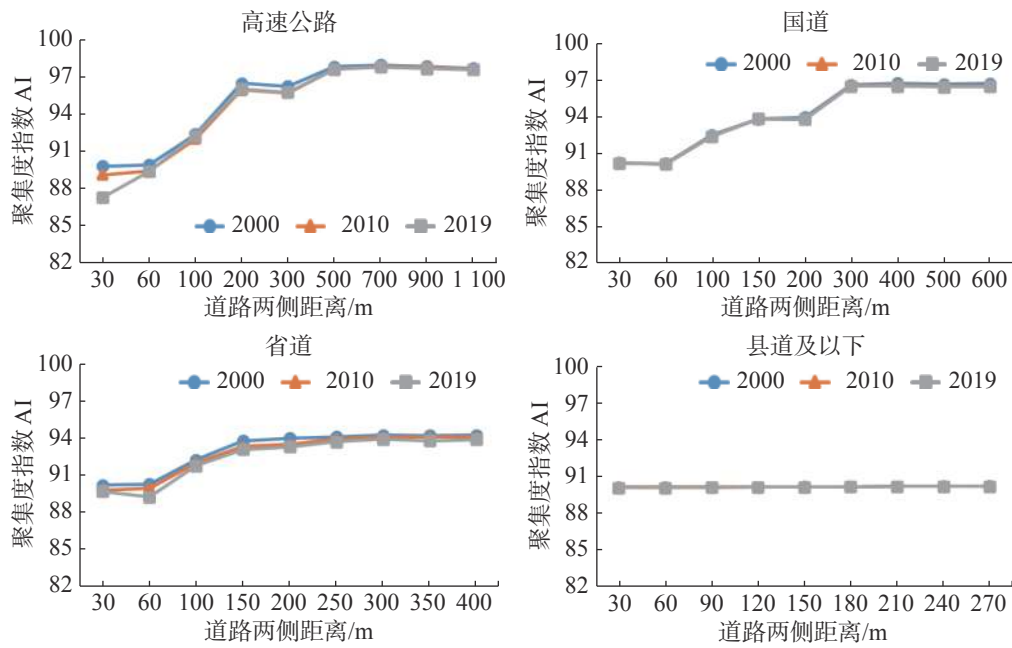


图5 不同等级道路两侧距离梯度带的景观聚集度变化

表3 不同等级道路影响范围内的景观组分

土地利用类型	年份	省道		国道		高速		所有道路	
		斑块面积/hm <sup>2</sup>	景观面积百分比/%	斑块面积/hm <sup>2</sup>	景观面积百分比/%	斑块面积/hm <sup>2</sup>	景观面积百分比/%	斑块面积/hm <sup>2</sup>	景观面积百分比/%
耕地	2000	185.84	12.1	326.86	13.6	145.31	10.2	649.46	12.9
	2010	148.27	9.7	318.02	13.2	150.10	10.5	606.44	12.1
	2019	194.79	12.7	160.09	6.7	96.36	6.8	441.06	8.2
有林地	2000	941.60	61.3	1633.03	68.0	1018.64	71.5	3553.36	68.3
	2010	799.82	52.1	1653.34	68.8	1008.12	70.8	3423.66	66.7
	2019	692.29	45.1	1548.74	64.5	874.34	61.4	3082.06	60.0
灌木林	2000	6.79	0.4	61.81	2.6	120.65	8.5	185.02	3.9
	2010	8.65	0.6	61.01	2.5	119.69	8.4	184.75	3.9
	2019	8.55	0.6	66.02	2.7	165.99	11.7	235.63	5.0
疏林地	2000	21.45	1.4	150.06	6.2	0.00	0.0	171.51	3.5
	2010	17.09	1.1	150.32	6.3	0.00	0.0	167.42	3.5
	2019	19.25	1.3	136.41	5.7	0.00	0.0	155.67	3.3
其他林地(含果园)	2000	88.33	5.8	0.00	0.0	0.14	0.0	88.47	0.9
	2010	260.00	16.9	0.00	0.0	0.00	0.0	260.00	3.2
	2019	283.78	18.5	259.90	10.8	173.08	12.2	714.07	12.9
草地	2000	110.45	7.2	87.11	3.6	112.61	7.9	310.18	5.4
	2010	0.00	0.0	77.46	3.2	113.63	8.0	191.09	4.1
	2019	0.00	0.0	60.23	2.5	9.00	0.6	69.23	1.5
水域	2000	144.57	9.4	88.39	3.7	22.73	1.6	242.78	3.1
	2010	261.37	17.0	85.48	3.6	24.05	1.7	357.65	4.4
	2019	282.49	18.4	93.15	3.9	49.50	3.5	411.47	5.4
建设用地	2000	5.75	0.4	0.00	0.0	0.00	0.0	5.75	0.1
	2010	6.18	0.4	0.00	0.0	0.00	0.0	6.18	0.1
	2019	17.50	1.1	15.66	0.7	14.95	1.1	48.11	1.0

2010年,主要为省道影响范围内的变化,有林地、草地面积减少,主要转向其他林地(含果园)和水域。有林地面积转向其他林地(含果园),面积为139.51 hm<sup>2</sup>,原因可能是人们砍伐森林,栽种果树等增加了收入。2010—2019年,主要为高速公路、国道影响范围内的变化:有林地、草地、耕地面积减少,主要转向其他林地(含果园),面积为170.99 hm<sup>2</sup>。其他林地(含果园)面积增加的原因是高速公路修建时的动土区域,同时高速公路与国道穿越中部红毛镇、什运乡等,带动了区域经济的发展,人们在农业生产的需求和农业生产经营种类方面的改变也驱动着景观组分的变化。

**2.3.2 景观尺度变化分析** 统计2000—2019年道路影响范围内景观尺度的变化(表4),发现LSI指数、PD指数、分离度指数SPLIT均呈上升趋势;CONTAG指数、AI指数呈下降趋势。2010—2019年指数变化幅度均大于2000—2010年。表明在道路影响范围内,由于道路的修建,景观形状

受干扰增大,景观破碎化增加,景观连通度下降。不同等级道路上,高速公路2000—2019年的各景观指数变化趋势与整体道路影响范围内变化一致,但2019年该路域的PD指数、SPLIT指数分别增加了10.39、6.6,变幅相对较大,原因可能是高速公路的修建,对景观的直接切割作用,造成斑块分离、破碎化变幅增加;国道LSI指数、AI指数与整体道路影响范围的景观指数变化一致,PD指数、SPLIT指数先降后升,CONTAG指数先升后降,表明2019年国道周边景观破碎化增加,连通度下降,经实地调研发现,是由于建设用地、其他林地(含果园)等斑块增多导致;省道LSI指数、AI指数、CONTAG指数变化趋势于整体道路影响范围内变化一致,PD指数、分离度指数SPLIT指数先升后降。与2000年比较,CONTAG指数减少6.3,PD指数、SPLIT指数增加3.89,表明2019年省道附近的斑块破碎化增大。

表4 道路影响范围内的景观完整性变化

类型	年份	景观形状指数(LSI)	蔓延度指数(CONTAG)	聚集度指数(AI)	斑块密度(PD)	分离度指数(SPLIT)
省道	2000	14.42	67.44	97.52	8.01	26.05
	2010	15.98	64.26	97.15	10.62	31.23
	2019	17.27	61.14	96.86	10.16	29.94
国道	2000	15.00	68.45	97.91	7.04	18.02
	2010	15.32	68.93	97.85	6.75	17.88
	2019	15.76	67.71	97.79	7.95	17.99
高速公路	2000	7.46	73.63	98.85	4.70	9.44
	2010	9.21	70.16	98.43	5.06	9.67
	2019	11.99	66.25	97.80	15.45	16.27
所有道路	2000	21.46	71.37	97.85	7.42	35.25
	2010	23.14	69.43	97.63	8.37	35.95
	2019	25.50	65.20	97.33	11.90	44.70

### 3 讨论

海南省是我国唯一同时建设国家公园、国家生态文明试验区、中国特色自由贸易港的省份,保护与发展的矛盾突出,需要以更高标准建设好国家公园,为生态文明试验区和自贸港建设保驾护航。本研究结果表明,海南热带雨林国家公园内

的各类道路对景观的影响较小,但道路密度和对景观的影响呈明显的增长趋势,需要注意高速公路和国道等大型道路带来的生境隔离、污染扩散等影响的中长期效应,提前研究相应的对策。

**3.1 道路特征的演变趋势** 在海南省“三纵四横”为主的公路网及农村公路“通畅工程”<sup>[31-32]</sup>建设背景下,海南热带雨林国家公园的道路在

2019年内长度增加了2 134.6 km,道路密度增加了0.5 km·km<sup>-2</sup>。有研究指出,道路的隔断作用较大,阻碍着生态系统中的物质循环和能量流动等<sup>[19]</sup>,易造成生态系统完整性的断裂带。本研究中,尖峰岭和霸王岭的道路长度和密度增加最显著。尖峰岭分布着我国现存最为典型、保存最好、面积最大的热带雨林<sup>[33]</sup>,霸王岭是世界上最濒危的灵长类动物之一、中国特有种——海南长臂猿(*Nomascus hainanus*)的栖息地<sup>[34]</sup>,同时保存着完好的热带原始森林<sup>[35]</sup>。因此,需要加强对尖峰岭和霸王岭大型道路负面影响的控制,减轻道路及交通对国家公园生态系统与景观完整性带来的可能影响。

2018年底建成通车的海南中线高速为国家公园内新增了高速公路里程13.6 km。这条高速公路自东北-西南方向将国家公园划分成两块区域,在一定程度上降低了生态系统的连通性,影响到景观完整性。此外,省道S310在2020年完成了拓宽升级工程,升级为国道G361。这使得国家公园内的国道里程增加了11.5 km。这条国道穿越了生态系统类型丰富的鹦哥岭和黎母山之间,多处路段位于山腰与山间谷地,跨越了多条河流,道路带来的生境隔离作用以及交通带来的污染也是一个潜在的环境问题。

**3.2 不同类型道路对景观完整性的影响** 道路对景观完整性的生态影响面积已经占到了全球15%~20%的陆域面积<sup>[36]</sup>,且不同等级道路对景观格局的影响程度和影响范围不同<sup>[16,19,37]</sup>。笔者研究发现,高速公路、国道、省道的最大影响范围分别是500、300和250 m(图3,4,5),较叶丽敏等<sup>[19]</sup>和于涛等<sup>[17]</sup>的研究中相同等级道路对景观格局影响范围小,这可能是由于国家公园内生态系统完整性和原真性较好,生态系统自我修复能力强,对于道路带来的直接或间接的影响具有较强的抵抗能力和修复能力。在道路影响范围内,高速公路、省道附近的有林地、草地面积和国道附近的耕地面积减少。这可能是高速公路修建的动土导致林地、草地面积减少,同时道路的建设和发展,加强了海南岛中部山区原住民与外界的联系,推动了人们生活方式的改变,导致耕地或果园等其他林地增加。

国家公园建设的主要目的是保护自然生态系统的完整性和原真性<sup>[38]</sup>,斑块密度、分离度和蔓延度

等指数可以反映影响生态系统结构、过程和功能的景观破碎化程度,因此,能够间接表征生态系统完整性的破坏程度<sup>[39]</sup>。海南热带雨林国家公园路域LSI指数、PD指数和SPLIT指数增加,CONTAG指数、AI指数下降。其中2010—2019年的SPLIT指数变化幅度较2000—2010年的大,但与孙天成等<sup>[40]</sup>研究相比,本研究SPLIT指数变化较小。由于海南热带雨林国家公园路域指数变化幅度较小,所以在景观完整性方面,景观破碎化程度增加幅度较小,景观连通度下降不明显,目前道路对国家公园景观格局的影响较小。但从研究结果来看,景观破碎化程度逐年微增,景观连通度逐年下降,说明道路增加对景观完整性的影响在逐渐增强。由于道路的影响具有长期效应<sup>[41-42]</sup>,道路造成的生境破碎化以及道路带来的污染等人类扰动,可能累积、放大,需在关键区域和生态敏感区如水源地、农田、河流跨越段等开展长期监测,及时发现负面影响并开展生态修复。

**3.3 建立生态廊道,降低生境破碎化,开展长期监测研究** 当前,道路对海南热带雨林国家公园景观格局的影响较小,但道路的长期影响是不可忽略的<sup>[41-42]</sup>,因此,为了降低道路造成的物理隔离作用和生境破碎化等影响,建立生态廊道是目前较为常见的应对措施<sup>[43-44]</sup>。生态廊道是指明确定义的、经过长期经营和管理以维持或恢复有效的生态连通性的地理空间<sup>[45]</sup>,它具有保护生物多样性、过滤污染物、防止水土流失等生态服务功能<sup>[46]</sup>。跨越大型道路的高架林地和下穿涵洞等被认为是沟通道路两侧野生动植物连通性的有效措施,能够降低道路造成的物理隔离作用和生境破碎化等影响<sup>[45,47]</sup>。

目前,海南热带雨林国家公园高速公路两侧主要通过高架桥下方的连续生境和2处隧道上方的林地相连。而且,这些地点植被组成单一,多为次生林和橡胶林等人工林。因此,需要选择适当地点,增建跨越高速公路的高架林地,种植本土树种和乔灌木搭配合理的植被等,提升高速公路和国道等大型道路两侧的生境连通性,满足各类动植物的扩散、迁移等需要。在水系附近,为促进两栖爬行类的迁移,则需增设下穿涵洞等,维系水系连通等生态过程,达到降低生境破碎化的目的。

虽然本研究暂未涉及道路产生的环境污染问



题,但道路径流中含有来自车辆的有机物质、悬浮固体、重金属和其他污染物,长时间会影响流经水域的重金属浓度,特别是高速公路径流<sup>[48-49]</sup>。此外,强降雨第一次冲刷后形成的道路径流对周边水体与土壤的可能污染高于其他时期<sup>[50]</sup>,因此,后期笔者团队还将开展相关试验。同时,建议有关部门及时加强道路两侧的大气、土壤和水体的环境长期监测,在关键节点如道路跨越河流和农田等地方,建造收集与处理道路径流的沉淀池和人工湿地等,对道路径流进行收集与净化处理后,再排放到周边环境。针对道路两侧人为扰动较大、人工林和次生林较多等现状,需要通过补充种植本土树种、清除外来入侵物种、增加草本植物和植被层次与结构等,促进这些受人类干扰较大区域的正向演替,逐渐恢复到半自然植被。这些区域还需开展群落演替和生态恢复的长期监测研究,揭示热带地区主要道路对路旁植被演替的影响规律。

## 参考文献:

- [1] GASTON K J, CHARMAN K, JACKSON S F, et al. The ecological effectiveness of protected areas: The United Kingdom [J]. *Biological Conservation*, 2006, 132(1): 76-87.
- [2] TIMKO J, SATTERFIELD T. Criteria and indicators for evaluating social equity and ecological integrity in National Parks and Protected Areas [J]. *Natural Areas Journal*, 2008, 28(3): 307-319.
- [3] 黄宝荣, 王毅, 苏利阳, 等. 我国国家公园体制试点的进展、问题与对策建议 [J]. 中国科学院院刊, 2018, 33(1): 76-85.
- [4] 周亚东. 基于景观格局与生态系统服务功能的海南岛森林生态安全研究 [D]. 海口: 海南大学, 2014.
- [5] ZHAI J, HOU P, CAO W, et al. Ecosystem assessment and protection effectiveness of a tropical rainforest region in Hainan Island, China [J]. *Journal of Geographic Sciences*, 2018, 28(4): 415-428.
- [6] 张箫, 牟雪洁, 王夏晖, 等. 国土空间生态修复分区研究——以海南岛为例 [J]. 生态经济, 2021, 37(2): 183-189.
- [7] 李晓晴. 重要生态区域实现整体保护 [N]. 人民日报, 2021-10-22(007).
- [8] 海南省交通运输厅. 琼乐高速通车了 [EB/OL]. (2018-09-29) [2021-10-26]. [http://jt.hainan.gov.cn/xxgk/0200/0202/201812/t20181213\\_1524368.html](http://jt.hainan.gov.cn/xxgk/0200/0202/201812/t20181213_1524368.html).
- [9] SAUNDERS S C, MISLIVETS M R, CHEN J Q, et al. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA [J]. *Biological Conservation*, 2002, 103(2): 209-225.
- [10] FORMAN R T T, SPERLING D, BISSONETTE J A, et al. 道路生态学: 科学与解决方案 [M]. 北京: 高等教育出版社, 2008: 11-21.
- [11] POHLMAN C L, TURTON S M, GOOSEM M. Temporal variation in microclimatic edge effects near powerlines, highways and streams in Australian tropical rainforest [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2008, 149(1): 84-95.
- [12] SU S, XIAO R, LI D, et al. Impacts of transportation routes on landscape diversity: A comparison of different route types and their combined effects [J]. *Environmental Management*, 2014, 53(3): 636.
- [13] 张懿铨, 刘林山, 摆万奇, 等. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例 [J]. *地理学报*, 2002(3): 253-266.
- [14] ROSA I M D, GABRIEL C, CARREIRAS J M B. Spatial and temporal dimensions of landscape fragmentation across the Brazilian Amazon. [J]. *Regional environmental change*, 2017, 17(6): 1687-1699.
- [15] 富伟, 刘世梁, 崔保山, 等. 基于景观格局与过程的云南省典型地区道路网络生态效应 [J]. 应用生态学报, 2009, 20(8): 1925-1931.
- [16] 刘世梁, 崔保山, 杨志峰, 等. 高速公路建设对山地景观格局的影响——以云南省澜沧江流域为例 [J]. *山地学报*, 2006(1): 54-59.
- [17] 于涛, 包安明, 刘铁, 等. 不同等级道路对玛纳斯河流域土地利用与景观格局的影响 [J]. 自然资源学报, 2019, 34(11): 2427-2439.
- [18] 王娟, 崔保山, 刘世梁, 等. 各等级道路网对纵向岭谷区景观结构健康的影响 [J]. *环境科学学报*, 2008(2): 261-268.
- [19] 叶丽敏, 周沿海, 邱荣祖, 等. 区域道路建设对两侧景观生态的影响——以福建省将乐县为例 [J]. 四川农业大学学报, 2015, 33(2): 159-165.
- [20] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究 [J]. *应用生态学报*, 2002(1): 121-125.
- [21] 刘世梁, 温敏霞, 崔保山, 杨敏. 基于网络特征的道路生态干扰——以澜沧江流域为例 [J]. *生态学报*, 2008(4): 1672-1680.
- [22] LAURANCE W F, GOOSEM M, LAURANCE S G W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests [J]. *Trends in Ecology & Evolution*, 2009, 24(12): 659-669.
- [23] YANG Y B, LV H L, FU Y J, et al. Associations between road density, urban forest landscapes, and structural-taxonomic attributes in Northeastern China: Decoupling and implications [J]. *Forests*, 2019, 10(1): 58.
- [24] 姜超, 谭珂, 任明迅. 季风对亚洲热带植物分布格局的影响 [J]. *植物生态学报*, 2017, 41(10): 1103-1112.
- [25] 李霖明, 汤海宁, 符杰雄, 等. 海南热带雨林国家公园黎族天然染料植物资源多样性及其利用 [J]. 热带农

- 业科学, 2021, 41(11): 33 – 44.
- [26] 肖寒, 欧阳志云, 王效科, 等. GIS 支持下的海南岛土壤侵蚀空间分布特征[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1999(4): 75 – 80.
- [27] 沈建武, 吴瑞麟. 城市道路与交通[M]. 武汉: 武汉大学出版社, 2006: 104-105.
- [28] 李双成, 许月卿, 周巧富, 等. 中国道路网与生态系统破碎化关系统计分析[J]. 地理科学进展, 2004, 23(5): 78 – 85.
- [29] 邬建国. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 2版[M]. 北京: 高等教育出版社, 2007: 106-107.
- [30] 罗攀. 广西广运林场森林景观格局影响模拟分析及稳定性评价[D]. 长沙: 中南林业科技大学, 2019.
- [31] 海南省人民政府. 海南省国民经济和社会发展第十个五年规划纲要[EB/OL]. (2001-02-16) 1-10-16]. <https://www.hainan.gov.cn/data/zfgb/2019/10/7777/>.
- [32] 海南省人民政府. 海南省国民经济和社会发展“十一五”规划纲要[EB/OL]. (2008-08-19) [2021-10-16]. <https://www.hainan.gov.cn/hainan/5334/200808/b01bd34629534629860ee512319a20cb.shtml>.
- [33] 海南热带雨林国家公园管理局. 尖峰岭-雨林旅游[EB/OL]. (2019-11-06) 1-10-26]. <http://www.hntrmp.com/index.php?m=content&c=index&a=show&catid=28&id=1>.
- [34] 范朋飞. 中国长臂猿科动物的分类和保护现状[J]. 兽类学报, 2012, 32(3): 248 – 258.
- [35] 肖书文, 詹晨, 王梦桥, 等. 国家公园资源利用体系优化策略——以海南热带雨林国家公园霸王岭片区为例[J]. 北京林业大学学报(社会科学版), 2021, 20(2): 35 – 43.
- [36] FORMAN R T T, ALEXANDER L E. Roads and their major ecological effects [J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, 29: 207 – 231.
- [37] 谢余初, 巩杰, 钱大文, 等. 国道 312 酒泉——嘉峪关段公路沿线景观格局变化[J]. 干旱区研究, 2013, 30(6): 1056 – 1063.
- [38] 赵智聪, 杨锐. 中国国家公园原真性与完整性概念及其评价框架[J]. 生物多样性, 2021, 29(10): 1271 – 1278.
- [39] 余建平, 伊晓霞, 余顺海, 等. 基于景观格局指数的钱江源国家公园生态系统完整性评价分析[J]. 浙江林业科技, 2020, 40(4): 30 – 36.
- [40] 孙天成, 刘婷婷, 褚琳, 等. 三峡库区典型流域“源”“汇”景观格局时空变化对侵蚀产沙的影响[J]. 生态学报, 2019, 39(20): 7476 – 7492.
- [41] MCGARIGAL K, ROMME W H, CRIST M, et al. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA) [J]. *Landscape Ecology*, 2001, 16(4): 327 – 349.
- [42] 曹智伟, 马友鑫, 李红梅, 等. 西双版纳主干公路沿线森林景观格局动态[J]. 云南植物研究, 2006, 28(6): 599 – 605.
- [43] BRADEN A W, LOPEZ R R, ROBERTS C W, et al. Florida key deer *Odocoileus virginianus clavium* underpass use and movements along a highway corridor [J]. *Wildlife Biology*, 2008, 14(1): 155 – 163.
- [44] SCHMIDT G M, LEWISON R L, SWARTS H M. Pairing long-term population monitoring and wildlife crossing structure interaction data to evaluate road mitigation effectiveness[J]. *Biological Conservation*, 2021, 257(1): e109085.
- [45] HILTY J, WORBOYS G L, KEELEY A, et al. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors[M]. Gland, Switzerland: IUCN. 2020:1-87
- [46] 朱强, 俞孔坚, 李迪华. 景观规划中的生态廊道宽度[J]. 生态学报, 2005, 25(9): 2406 – 2412.
- [47] GOOSEM M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests [J]. *Current Science*, 2007, 93(11): 1587 – 1595.
- [48] SINGH R P, WU J G, KUMAR A J, et al. Study on mercury distribution and speciation in urban road runoff in Nanjing City, China [J]. *Water*, 2017, 9(10): 779.
- [49] WADA K, SIMPSON R, KISHIMOTO N, et al. Motor vehicle wash-off water as a source of phosphorus in roadway runoff [J]. *Journal of Water and Environment Technology*, 2020, 18(1): 9 – 16.
- [50] WADA K, FUJII S. Estimation of pollutant loads from urban roadway runoff [J]. *Water Science and Technology*, 2010, 61(2): 345 – 354.

## Distribution pattern of roads and its impact on landscape integrity in Hainan Tropical Rainforest National Park

WU Tingxun<sup>1,2</sup>, YAO Xiaolan<sup>1,2</sup>, REN Mingxun<sup>1,2</sup>

(1. Hainan Research Center for Eco-Environment Restoration, Haikou, Hainan 570228;

2. Research Center for Terrestrial Biodiversity of the South China Sea, Hainan University, Haikou, Hainan 570228, China)

**Abstract:** Hainan Tropical Rainforest National Park is one of the first national parks officially established in China, and it is also the only national park with expressway in China. In order to reveal the possible impact of the expressway and other roads on landscape patterns and integrity of ecosystem of the national park, the landscape change trend of different level of roads, the influence on the integrity of the ecosystem and the landscape pattern caused by expressway, national road and provincial road were analyzed by using buffer zone analysis method based on the road distribution and land use data in 2000, 2010, and 2019 (the expressway completed). The analysis show that the road length and density in national parks increased by 2, 134.6 km and 0.500 km/km<sup>2</sup> in the national park from 2000 to 2019, respectively. The length of rural and other smaller roads increased by 2030 km from 2000 to 2010. The expressway was completed and the Provincial Road 310 was upgraded to the National Road 361 in 2019. A descent of the patch density index (*PD*) and landscape shape index (*LSI*) and an ascent of the aggregation index (*AI*) on both sides of the expressway, national road and provincial road were observed in the range of 0 ~ 500 m, 0 ~ 300 m and 0 ~ 250 m, respectively, followed by a gentle movement. The maximum influence ranges for the expressway, national road and provincial road were 500 m, 300 m and 250 m, respectively. The area of cultivated land, woodland, grassland and open forest land decreased within the area affected by roads; the area of woodland and grassland near expressway and provincial road, and the area of cultivated land near national road showed the greatest descent; the area of water, shrub land, construction land and other woodland (including the orchards) increased; the area of other woodland (including the orchards) around expressway, national road, and provincial road showed the greatest ascent from 2000 to 2019. Within the influence range of roads, *LSI* index, *PD* index and splitting index (*SPLIT*) increased slightly, while contagion index (*CONTAG*) and *AI* decreased slightly. At present, roads have a slight effect on the landscape of the national park. However, it is still necessary to pay attention to the possible impact of roads on the authenticity and integrity of the national park ecosystem, which may be affected by the obvious cumulative effect and spreading effect of roads. It is recommended that further research is needed on the confluence and purification of the runoff from large roads such as expressway, building of ecological corridors on both sides of the roads, long-term environmental monitoring, etc.

**Keywords:** Hainan Tropical Rainforest National Park; expressway; landscape pattern; habitat fragmentation

(责编委: 谭正洪 责任编辑: 钟云芳)